

## **Hygienisering av klosettvatten för säker växtnäringsåterförsel till livsmedelsproduktionen**

Sanitation of Black Water for Safe Nutrient Recycling to  
Food Production

**Björn Vinnerås**



## **Förord**

Detta är slutrapporten för projektet ”Hygienisering av klosettatten för säker växtnäringssåterförsel till livsmedelsproduktionen”. Projektet var finansierat av Stiftelsen Lantbruksforskning och genomfördes under 2004. Studien genomfördes i Veberöd och ingick i projektet "Lokalt kretslopp för klosettatten från slutna avloppstankar".

Klosettattenprojektet har finansierats av Region Skånes Miljövårdsfond och Lunds Renhållningsverk (LRV) och har genomförts tillsammans med Institutionen för Landskaps- och Trädgårdsteknik, SLU Alnarp, under 2003 och 2004, projektledare Sven-Erik Svensson. Dessutom har Sven-Erik Svensson och Anna-Mia Eriksson, från Institutionen för Landskaps- och Trädgårdsteknik, varit till ovärderlig hjälp under provtagningarna i Veberöd.

## Abstract

To fulfil the government goal of sustainable food production, the nutrients taken from the fields as food has to be recycled. Today, the net loss of nutrients is compensated by addition of fossil plant nutrients, which are non renewable resources. At the same time, the wastewater nutrients cause eutrophication in the water recipients. The main contribution of plant nutrients to the wastewater is the toiletwater. By sorting the toiletwater it is possible to recycle clean nutrients to agriculture.

In this project, the possibility to inactivate pathogens during storage of toiletwater was investigated. To improve the inactivation of pathogens different concentrations of urea and lime were added to the toiletwater. Additionally, the reduction in the surface layer and the bottom layer were compared. The trials were performed in a half filled 600m<sup>3</sup> liquid manure tank, where ten two litre bottles with different additions of chemicals were used (Table S1).

*Table S1. The different trials presented together with the addition of urea and lime in wet weight percentage*

Trial	Urea	Lime	Placement in tank
U0K0Y	0	0	Surface
U0K0B	0	0	Bottom
U0,1K0Y	0,1	0	Surface
U0,025K0Y	0,025	0	Surface
U0,1K0B	0,1	0	Bottom
U0K0,05B	0	0.05	Bottom
U0,05K0B	0,05	0	Bottom
U0,025K0B	0,025	0	Bottom
U0,025K0,025B	0,025	0,025	Bottom
U0,0125K0,0125B	0,0125	0,0125	Bottom

To the different bottles *Salmonella*, *Enterococcus fekalie* and *E coli* O157 correspong in to 7-8 log<sub>10</sub> ml<sup>-1</sup> were added. To a few of the trials was also *Ascaris suum* added. The number of organisms was counted at three ocatons; at day 28, day 68 and day 102 after the start at June 2, 2004.

After 68 days, no viable bacteria was found in U0,1K0B or in U0K0,05B. These two trials were the ones with the highest addition of urea (0.1%) and lime (0.05%), respectively. Ten weeks of treatment is thereby enough for finding no viable pathogenic bacteria. The survival of *A suum* was high, after 102 days of treatment were still 40% of the eggs viable in the highest addition of urea (0.1%). In the other trials where *A suum* was added did the viability stay at 60%.

*Enterococcus* was the type of bacteria that survived the longest in the investigated material. *Enterococcus* is normally excreted in the faecal matter. Therefore, *Enterococcus* can be used as indicator for the treatment efficiency, regarding the reduction of pathogenic bacteria in the toiletwater.

The cost of treatment for the used chemicals is low as the used chemicals are not consumed during the treatment. The treatment is actually increasing the fertilising value of the treated material at the same time as a hygienically safe fertiliser is produced.

## Sammanfattning

För att uppfylla regeringens mål med en uthållig livsmedelsproduktion krävs det att den växtnäring som förs från fälten i form av foder och livsmedel återförs. I dagsläget kompenseras växtnäringsförlusten med tillsats av fossil växtnäring (t.ex. svavel och fosfor). Gödselmedlen har fossilt ursprung och de brytvärda källorna kommer att minska i omfattning framöver. Samtidigt orsakar kväve och fosfor stora problem i vattendragen genom övergödning. Den främsta källan till dessa problem är avloppsvattenfraktioner. Till avloppet är det toalettfraktionen som ger det största bidraget av växtnäring. Genom att samla toalettfraktionen separat är denna så ren att den blir möjlig att återföra till lantbruket och därmed sluta kretsloppet.

I detta projekt undersöktes möjligheten att oskadliggöra smittämnen under lagring av klosettwater genom att tillsätta olika koncentrationer av urea respektive kalk. Dessutom utvärderades skillnaden mellan reduktionen av smittämnen i ytan av gödselbrunnen och i botten. De led som undersöktes finns presenterade i tabell S1. Försöken genomfördes i en 600m<sup>3</sup> gödselbrunn som var fylld till hälften.

Tabell S1. Försöksled med tillsats av urea och kalk i viktprocent samt placering i brunnen för respektive led

Försöksled	Ureatillsats	Kalktillsats	Placering i brunnen
U0K0Y	0	0	Yta
U0K0B	0	0	Botten
U0,1K0Y	0,1	0	Yta
U0,025K0Y	0,025	0	Yta
U0,1K0B	0,1	0	Botten
U0K0,05B	0	0,05	Botten
U0,05K0B	0,05	0	Botten
U0,025K0B	0,025	0	Botten
U0,025K0,025B	0,025	0,025	Botten
U0,0125K0,0125B	0,0125	0,0125	Botten

Till dessa led tillsattes *Salmonella*, Enterokocker (*Enterococcus faecalis*) och *E coli* O157 motsvarande 7-8log<sub>10</sub> ml<sup>-1</sup>. Till några av leden tillsattes även påsar innehållande *Ascaris suum*, som är spolmask för gris. Därefter följdes reduktionen för dessa organismer vid 3 tillfällen; 28, 68 resp. 102 dagar efter starten av försöket den 2 juni 2004.

Efter 68 dagars behandling var det inte möjligt att finna några överlevande bakterier i led U0,1K0B och led U0K0,05B, som hade den högsta tillsatsen av urea respektive kalk. Genom att antingen tillsätta 0,1% urea eller 0,05% kalk är det möjligt att säkerställa att inga patogena bakterier återfinns i klosettwater efter 10 veckors lagring. Överlevnaden för parasiten *A suum* var hög. Efter 102 dagars behandling återfanns ca 40% viabla ägg i ledet där 0,1% urea tillsats, som hade den högsta reduktionen. I övriga undersökta led var viabiliteten ca 60% oavsett behandling.

Leden med tillsats av urea eller kalk gav bra reduktion av bakterier. Enterokocker var den bakteriegrupp som överlevde längst i de olika leden. Genom att enterokocker naturligt förekommer i klosettwater är denna organismgrupp väl lämpad att använda som indikator för den bakteriella kvaliteten på avloppsfraktioner.

Kostnaden för denna hygieniseringsmetod är låg genom att de valda kemikalierna inte förbrukas under behandlingen utan höjer växtnäringsvärdet för den behandlade produkten.

## Innehåll

<b>BAKGRUND</b> .....	7
Projektets mål .....	8
Kemisk hygienisering av organiska gödselprodukter .....	8
<b>MATERIAL OCH METOD</b> .....	9
<b>RESULTAT &amp; DISKUSSION</b> .....	11
Salmonella .....	11
<i>E coli</i> O157 .....	12
Enterokocker.....	14
Ascaris suum .....	15
Slutdiskussion .....	15
<b>SLUTSATS</b> .....	17
<b>REFERENSER</b> .....	17

## Bakgrund

För att uppfylla regeringens mål med en uthållig livsmedelsproduktion krävs det att den växtnäring som förs från fälten i form av foder och livsmedel återförs. I dagsläget kompenseras växtnäringens förlust med tillsats av fossil växtnäring (t.ex. svavel och fosfor) alternativt växtnäring tillverkad med fossila, ändliga, resurser (kvävegödsel som kräver, gas eller olja för att kunna reducera kväve till ammonium genom Haber Bosch processen). Genom att alla dessa gödselmedel har fossilt ursprung kommer de brytvärda källorna att minska i omfattning framöver, främst gäller detta kväve (olja/gas) och svavel, vilka beräknas minska snabbast (Balmer m.fl., 2002). Samtidigt orsakar kväve och fosfor stora problem i vattendragen genom övergödning. Den främsta källan till dessa utsläpp är avloppsvattenfraktioner.

Ungefär 90% av livsmedlen som transporteras till hemmen konsumeras. De konsumerade livsmedlen utsöndras efter att ha passerat matsmältningsorganen och huvuddelen, förutom väte, syre och kol, återfinns i urin och fekalier. Hos en vuxen person är det jämvikt mellan de ämnen som vi konsumerar och de som vi utsöndrar. Hos växande barn binds ungefär 6% av de konsumerade växtnäringssämnena in under uppväxten. Därmed återfinns huvuddelen av den växtnäring som avlägsnas från lantbruket med livsmedlen i toalettfraktionen. Genom att samla upp och återföra denna fraktion, bidrar starkt till lösningen både av problemet med övergödning av vattendragen och av behovet av ren växtnäring till lantbruket.

Klosettvattnet (och dess ursprung, urin och fekalier) är en mycket ren fraktion med avseende på tungmetaller. Urin t.ex. innehåller mindre kadmium per kg fosfor än vad så kallad kadmiumfri gödsel innehåller (Vinnerås, 2002). Den växtnäringensfraktion från avloppssystemet som vanligen nämns i samband med målet att sluta kretsloppet, är slam från avloppsreningsverk. Detta slam innehåller, jämfört med klosettvattnensfraktionen, mycket höga halter tungmetaller (Vinnerås, 2002). Återförsel av slam medför risker för att höga halter av tungmetaller ackumuleras i marken, vilket kan resultera i förhöjda halter av tungmetaller i de producerade livsmedlen (Bergkvist, 2003).

Toalettavfallet innehåller mikroorganismer, främst från fekalerna. Dessa mikroorganismer kan antingen vara den normalflora som lever i vårt tarmsystem och som hjälper oss att bryta ned maten. Eller också kan det vara sjukdomsframkallande mikroorganismer, patogener, som utsöndras i stora mängder när vi blir sjuka. Även de bakterier som återfinns i vår normala tarmflora kan vara sjukdomsframkallande om de hamnar på fel plats. Om växtnäringen från klosettvattnet skall återföras som gödselmedel i lantbruksproduktionen bör dessa potentiella patogener inaktiveras innan gödsling. För att utvärdera risken för smitta, även när inga patogener förekommer används ofta indikatorbakterier. De vanligaste indikatorerna för tarmflora är koliformer och enterokocker. Enterokocker är vanligen den organismgrupp av de två som är hårdigast för lagring över tiden.

Många hushåll med enskild avloppsanläggning har i dagsläget en sluten tank för uppsamling av klosettvattnet. I många fall transporteras vattnet från den tömda tanken med lastbil till reningsverket för behandling. Under denna behandling förorenas klosettvattnet av både BDT-vatten och industrivatten, vilket gör att det producerade slammet håller låg kvalitet. För att utnyttja de rena växtnäringensresurser som finns i klosettvattnet pågår ett projekt i Lund, finansierat av Lunds Renhållningsverk och Region Skåne, där klosettvattnet samlas för gödsling av åkermark. I den studien har reduktionen av indikatororganismer i klosettvattnet följts och växtnäringssammansättning mätts under den sex månader långa lagringen (Svensson, 2004). Tidigare studier av liknande lagring under 2003 har visat en reduktion av

coliforma bakterier, medan ingen reduktion av enterokocker har påvisats. Då enterokocker överlevt behandlingen är det även troligt att parasiter som *Ascaris suum* och eventuella humanpatogena virus överlever, eftersom de normalt tål lagring bättre jämfört med bakterier.

## Projektets mål

Målet med projektet var att undersöka möjligheten att med en liten tillsats av urea, kalk eller urea och kalk kombinerat minska innehållet av smittämnen i det lagrade klosettvattnet för att möjliggöra en hygieniskt säker växtnäringsåterförsel.

## Kemisk hygienisering av organiska gödselprodukter

Vid höjt pH, speciellt kombinerat med ökad ammoniak koncentration, ökar reduktionen av mikroorganismer. I denna studie tillsätts kalk och urea, både enskilt och blandat till klosettvattnet. Anledningen till att använda dessa kemikalier, förutom att de höjer lösningens pH och för urean även ammoniak innehållet, är kemikaliernas växtnäringsväde. Den största tillförseln av ett enskilt ämne till svenska lantbruksjor­dar är kväve. Genom att behandla källsorterat avlopp med hjälp av ammoniak lånas gödselmedlet från marken under behandlingen. Efter behandlingen återförs kvävet till lantbruket med det behandlade materialet. Detsamma gäller för kalk som i relativ stor mängd sprids på svensk åkermark.

Genom att materialet som används inte förbrukas under hygieniseringsprocessen kan det sedan användas som gödselmedel i lantbruket. Därmed kommer både miljökostnaden och den ekonomiska kostnaden för behandlingen bli mycket låg, eftersom endast eventuella ammoniakförluster kan ses som en faktisk kostnad för behandlingen. De ammoniakförluster som uppkommer under behandlingen och den efterföljande spridningen kan hållas låga genom användning av lämplig teknik. Studier av hantering och spridning av källsorterad humanurin, som håller en hög halt av ammoniak, har visat att man enkelt kan hålla förlusterna från dessa system, från uppsamling till upptag i växt, till under 5% (Jönsson m.fl., 2000).

Laboratoriestudier av överlevnaden för bakterier (coliforma, enterokocker (där *Enterococcus* ingår), *Clostridier*, *Salmonella*), virus (bakterievirus har använts som modell för humana virus) samt *Ascaris suum* (spolmask för gris) i humana fekalier har undersökts efter tillsats av urea (Vinnerås m.fl., 2003). Dessa studier visade att det var möjligt att på ett snabbt, säkert och enkelt sätt hygienisera fekalierna. Behandlingen medför även att det inte föreligger någon risk för återväxt av bakterier (Vinnerås, 2002), vilket kan förekomma vid biologiska behandlingar (Sidhu m.fl., 2001; Sahlström m.fl., 2003). En annan fördel med ureabehandlingen är att kvävet inte förbrukas under behandlingen och att det sedan kan utnyttjas som gödselmedel när det behandlade materialet sprids. Detta gör att miljöbelastningen från behandlingen är mycket låg (Vinnerås, 2002).

En ytterligare positiv effekt från kemisk hygienisering är att man härigenom kan undvika risken för kontaminering eller återväxt samtidigt som själva förvaringskärlet, gödselbrunnen i detta fall, hygieniseras. Tidigare studier av Vinnerås m.fl. (2004) har visat att de främsta smittkällorna för biologiskt behandlat avfall är transporten från behandlingen och själva lagringstanken. Genom att då göra själva materialet som skall behandlas hygieniserade, genom tillsats av ammoniak undviks risken för återkontamination samtidigt som eventuella patogener som redan finns i kärlet inaktiveras.

## Material och metod

Studien genomfördes i en öppen gödselbrunn på ca 600m<sup>3</sup>. Gödselbrunnen var placerad i Veberöd, öster om Lund. Den ingick i projektet ”Lokalt kretslopp för klosettatten från slutna avloppstankar”. Klosettattenprojektet har finansierats av Region Skånes Miljövårdsfond och Lunds Renhållningsverk (LRV) och har genomförts tillsammans med Institutionen för landskaps- och trädgårdsteknik, SLU Alnarp, under 2003 och 2004. Klosettattenprojektet har syftat till att genom kemiska analyser och växtodlingsförsök i demoform utvärdera om ett källsorterat och lagrat klosettatten kan användas som gödselmedel på åkermark.

Gödselbrunnen var fylld till hälften med klosettatten som samlats från enskilda avloppsanläggningar i Lunds kommun. Studien startades den 2 juni 2004 och pågick i 102 dagar. Medeltemperaturen i gödselbrunnen för tiden då studien fortgick uppskattades till mellan 10°C och 20°C.

I studien användes *Salmonella typhimurium*, *Escherichia coli* O157 (EHEC) samt *Enterococcus Fekalis* som modell för bakterier. *Ascaris suum* användes som modell för parasiter. Målet var att även använda ett bakterievirus som modell för humana virus. Den använda stammen var inte möjlig att återisolera från proverna, vilket gjorde att studien av virus utgick.

*S. typhimurium* som användes vid undersökningen är en stam som tidigare isolerats från rötat avloppsslam (Sahlström m.fl., 2004). Genom att studien genomfördes under fältmässiga förhållanden där omkringliggande klosettatten skulle spridas på åkermark användes en *E. coli* O157 kontrollstam som saknar såväl toxinproducerade plasmid som virulens. Dessa två stammar användes som modeller för två av de vanligast förekommande tarmpatogena organismerna som kan återfinnas såväl i klosettatten som i gödsel. Förutom dessa två bakterier användes även *E. fekalis* som indikator för bakterier. Denna naturligt förekommande organism är generellt sett hårdigare gentemot yttre miljöpåverkan. Därmed ökas möjligheten att följa behandlingseffekten under en längre tid jämfört med de patogena bakterierna.

*Ascaris suum* användes som modell för parasiter. Organismen valdes eftersom den är en av de hårdigaste patogenerna kombinerat med att den är relativt enkel att hantera. Ägg samlas från tarmsystemet hos slaktade grisar, efter rengöring placeras äggen i nylonpåsar som försluts, ca 10<sup>4</sup> ägg per påse. Dessa påsar placeras sedan i materialet som överlevnaden skall studeras i. Efter en bestämd behandlingstid tas påsarna ut från behandlingen och inkuberas i 20°C under 21 dagar. Under inkuberingen läggs påsarna i 0,1N HCl för att tillåta äggen att utvecklas samtidigt som bakterietillväxt hämmas. Efter inkuberingen undersöks äggen i mikroskop där antalet ägg som utvecklats till maskar räknas.

Förutom dessa organismer tillsattes även bakterievirus (fager) till provkärnen för analys. Dessa fager var dock inte möjligt att återisolera i något av proverna efter tillsatsen. Troligen beror detta på brister i analysmetoden. Vissa begränsade resurser har lagts på att utveckla metoden för att analysera fager. Metoden var inte möjlig att få att fungera inom ramarna för denna studie, därför har ledet strukits.

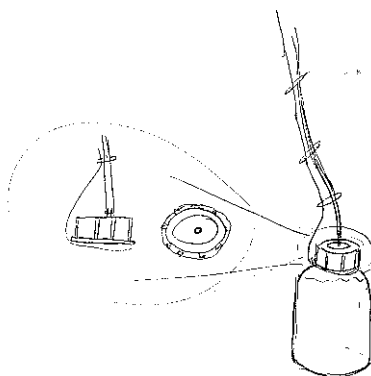
Kemikalietillsatserna valdes så låga som det var möjligt, samtidigt som en mikrobiell reduktion kunde förväntas (tabell 1). Tre av provkärnen placerades flytande på ytan för att se om det var någon skillnad mellan prover som förvarats i ytan och prover som förvarats på botten av gödselbrunnen.



*Tabell 1. Försöksled med tillsats av urea och kalk i viktsprocent samt placering i brunnen för respektive led*

Försöksled	Prov	Ureatillsats	Kalktillsats	Placering i brunn
U0K0Y	1	0	0	Yta
U0K0B	2	0	0	Botten
U0,1K0Y	3	0,1	0	Yta
U0,025K0Y	4	0,025	0	Yta
U0,1K0B	5	0,1	0	Botten
U0K0,05B	6	0	0,05	Botten
U0,05K0B	7	0,05	0	Botten
U0,025K0B	8	0,025	0	Botten
U0,025K0,025B	9	0,025	0,025	Botten
U0,0125K0,0125B	10	0,0125	0,0125	Botten

Studien genomfördes i 2 liters PE flaskor, på vars lock en ventil monterats (figur 1). Till ventilen kopplades en slang som leddes upp i luften för att möjliggöra luftutbyte i flaskorna. Flaskorna sänktes därefter ned i gödselbrunnen. Detta möjliggjorde tillsats av patogena organismer utan att riskera smitta av klosettvattnet i gödselbrunnen.



*Figur 1. Skiss över utformningen av provkärlet och dess luftning.*

Tre flaskor riggades för att flyta på bassängens yta medan övriga sju försågs med tyngder och placerades på gödselbrunnens botten. Alla flaskor förankrades med en lina till vilken även luftningsslangen var ansluten, linan var sedan förankrad utanför gödselbrunnen (figur 2). Vid varje provtillfälle plockades flaskorna upp ur brunnen, skakades om och ca 50 ml togs för provsättning. Proverna späddes och sattes på odlingsmedia ca 4 timmar efter att de tagits ut. Fram till provsättningen förvarades proverna kylta vid ca 5°C.



Figur 2. Flaskorna som proverna förvarades i under behandlingen samt provuppställningen när provflaskorna var placerade i gödselbrunnen, med tre, flytande flaskor och sju nedsänkta flaskor. Alla flaskor är förankrade i en ställning utanför själva gödselbrunnen.

Provtagningen av provflaskorna skedde vid 4 tillfällen, 1) vid starten av försöket vid dag 0, 2) efter 28 dagar, 3) efter 68 dagar samt slutligen efter 102 dagar. *E. coli* O157 analyserades endast fram till dag 68.

*Ascaris suum* undersöktes i fem led där den initiala viabiliteten jämfördes med viabiliteten för led U0K0Y, led U0K0B, led U0,025K0Y, led U0,1K0B samt led U0,025K0B vid de tre mättillfällena. Förutom led 1 som inte undersöktes vid det tredje mättillfället, dag 102.

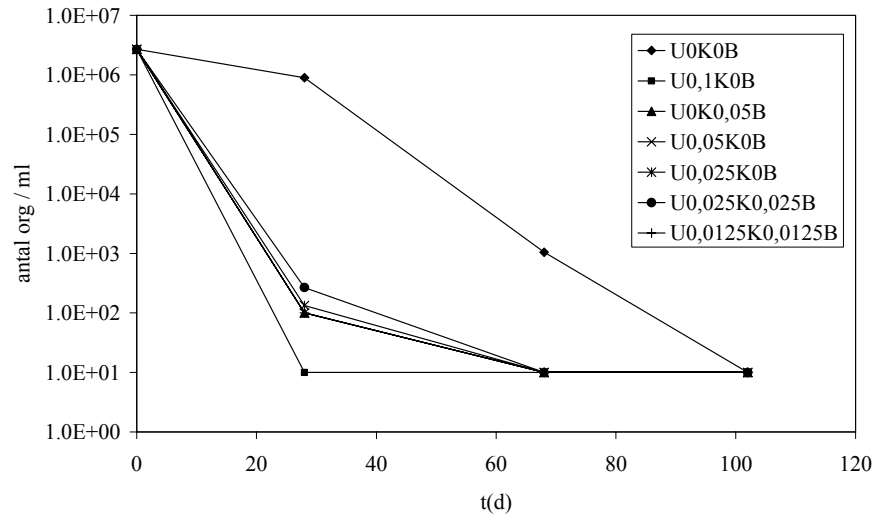
## Resultat & Diskussion

### Salmonella

Innan försöken startades undersöktes förekomsten av *Salmonella* spp i det insamlade klosettvattnet. Ingen naturligt förekommande *Salmonella* kunde konstateras i dessa prover. Till provkärnen tillsattes 10ml bakterielösning innehållande  $5,36 \times 10^8$  cfu ml<sup>-1</sup>. Tillsatsen gav en initial koncentration av  $2,7 \times 10^6$  cfu ml<sup>-1</sup> i försökskärnen när mätningen började.

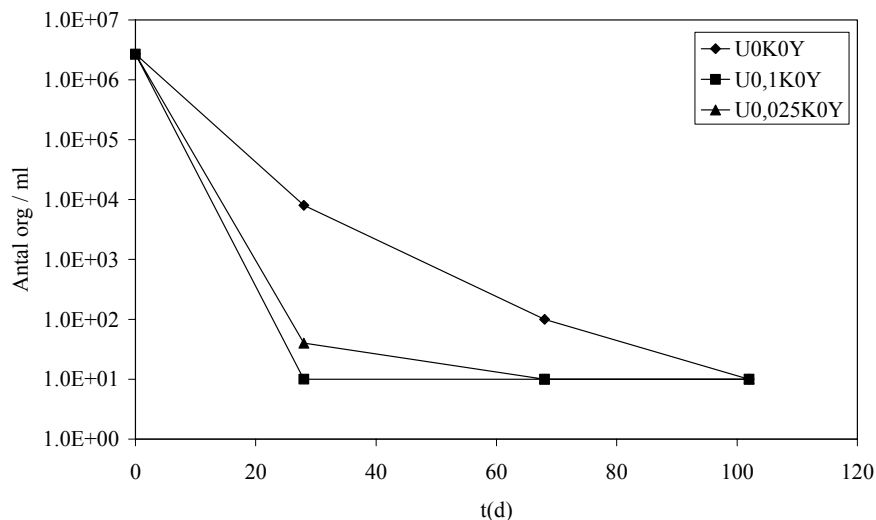
Efter 28 dagars behandling återfanns ingen viabel *Salmonella* i leden med högst ureatillsats 0,1% respektive 0,05% samt för ledet med tillsats av 0,05% kalk. Detektionsgränsen skiljer sig åt mellan ledet med 0,1% urea där detektionsgränsen var 10cfu, ml<sup>-1</sup> medan gränsen för leden med 0,05% urea respektive kalk var 100cfu, ml<sup>-1</sup> (figur 3).

Alla behandlingar visade sig ha signifikant högre reduktion av *Salmonella* jämfört med kontrollen. Reduktionen för *Salmonella typhimurium* utan behandling på bottnen av gödselbrunnen följde en linjär reduktion sett från de fyra mättillfällena motsvarande ett r<sup>2</sup> värde på 97%. Reduktionen i kontrollen som förvarades på bottnen motsvarar en decimalreduktion (Dr) på 17 dagar. De kemiska behandlingarna höll däremot ett Dr värde på mellan 4 dagar för 0,1% ureatillsats upp till 11 dagar för tillsats av 0,0125% urea+kalk.



Figur 3. Reduktionen av *Salmonella* spp i botten av brunnen som funktion av tiden.

Reduktionen av *Salmonella* spp i de prover som behandlades i ytan av brunnen hade en snabbare initial reduktion (figur 3-4). Den lägre ureatillsatsen 0,025% (U0,025K0Y, figur 4) hade en något högre reduktion jämfört med motsvarande behandling i bottenproverna (led U0,025K0B, figur 3) detta gäller även de två obehandlade kontrollerna. Skillnaden beror troligen på en högre temperatur i ytan samt alg tillväxt i ytproverna som höjt lösningens pH.



Figur 4. Reduktionen av *Salmonella* spp i ytan av brunnen som funktion av tiden.

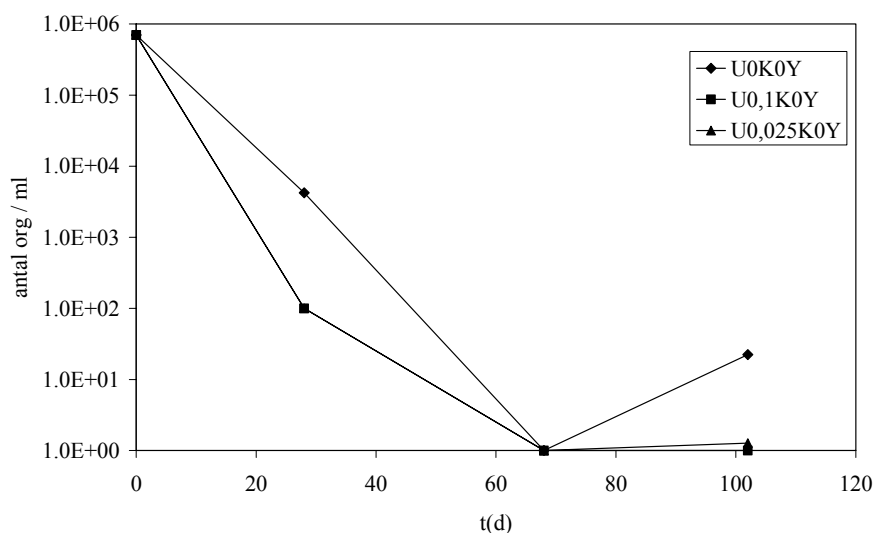
### *E coli* O157

Reduktionen av *E coli* O157 var mycket snabb för alla undersökta led. Vid starten av försöket tillsattes organismer så att lösningen i provkärnen höll koncentrationen  $7,0 \times 10^5$  cfu ml<sup>-1</sup>. Vid det första mättillfället efter 28 dagar var det endast de två kontrollerna, på ytan (10 cfu ml<sup>-1</sup>) och på botten ( $1,3 \times 10^3$  cfu ml<sup>-1</sup>) som fortfarande innehöll detekterbara koncentrationer. Efter 68 dagar återfanns endast *E coli* O157 i kontrollen som förvarades på botten (220 cfu ml<sup>-1</sup>). *E coli* O157 mättes inte efter 102 dagar utan då undersöktes endast förekomsten av koliformer.

Det var möjligt att detektera koliformer under hela mätperioden. Organismer återfanns i båda kontrollerna samt i ledet med 0,05% urea, ledet med 0,025% urea och ledet med 0,0125% urea + 0,0125% kalk.

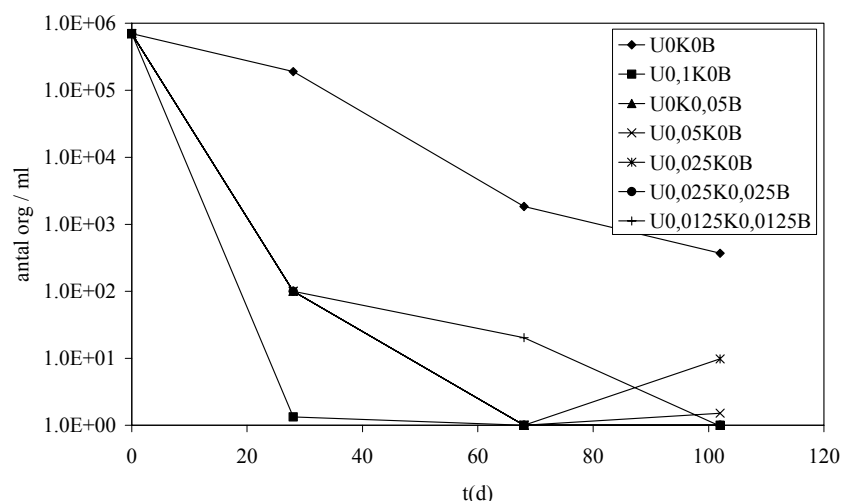
Eftersom det inte var möjligt att följa mängden tillsatt *E coli* O157 i något annat led än i kontrollen på botten analyserades även förekomsten av koliformer. Initialt representeras denna analys av förekomsten av *E coli* O157 för att sedan troligen ersättas av någon mer resistent organism. För flera av de undersökta leden verkar förändringen i temperatur mellan provtagningen dag 68 och provtagningen dag 102 vara den att antalet organismer har ökat. Den troliga orsaken till detta är förändringen i temperatur, eftersom provtagningen vid dag 68 var i början av augusti medan provtagningen vid dag 102 följaktligen låg i september och att medeltemperaturen därmed sjunkit.

Reduktionen av koliformer var hög för leden med tillsats av urea respektive kalk, som då motsvarade reduktionen som uppmäts för *E coli* O157. Vid dag 68 var det endast möjligt att finna viabla organismer i U0K0B botten av brunnen och ledet med tillsats av 0,0125% urea respektive kalk. Provtagningen vid dag 102 var det däremot möjligt att återfinna viabla organismer även i U0K0B ledet för proverna i ytan samt i ledet med tillsats av 0,05% urea som förvarades i ytan av brunnen (figur 6).



Figur 6. Reduktionen av koliformer i ytan av brunnen som funktion av tiden. Leden med tillsats av urea följs åt parallellt vid mättillfälle 2 och mättillfälle 3.

För proverna som förvarades på brunnens botten återfanns vid dag 28 endast organismer i kontrollen och i ledet med 0,1% tillsats av urea som hade 2 log<sub>10</sub> högre känslighet jämfört med övriga led (figur 7). Det troliga är att övriga led betedde sig liknande som led U0,1K0B.

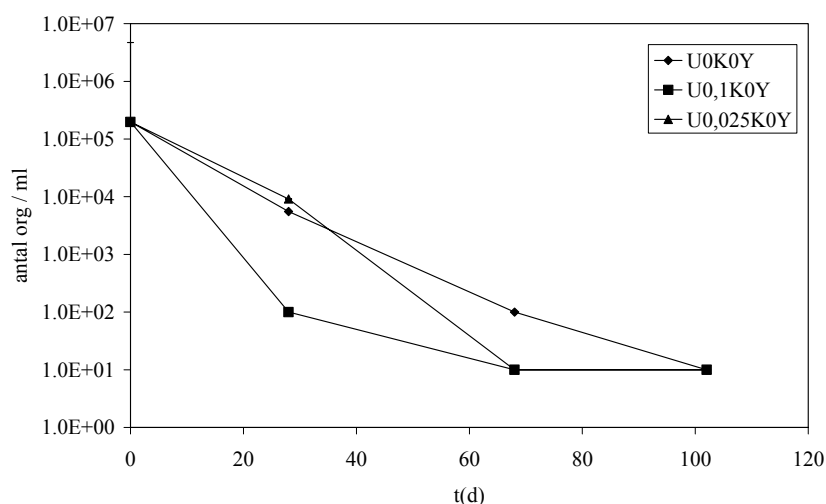


Figur 7. Reduktionen av koliformer i botten av brunnen som funktion av tiden.

## Enterokocker

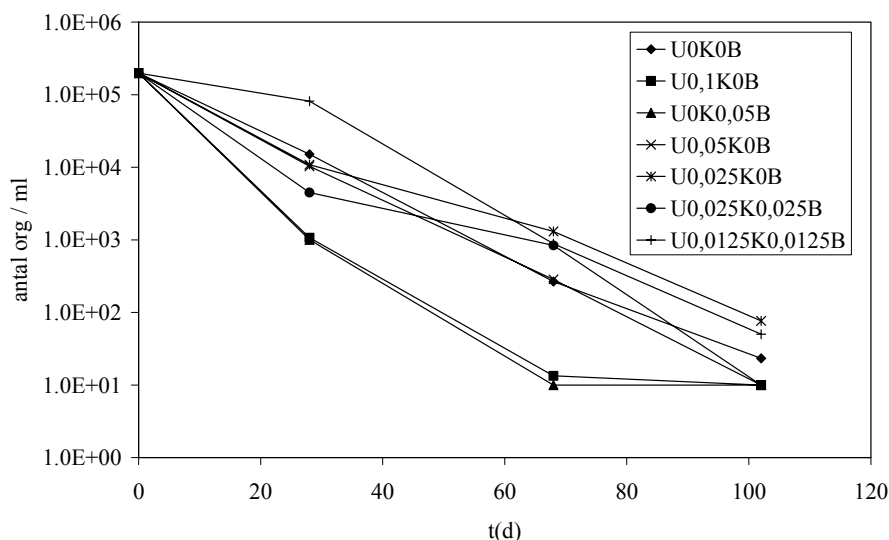
Enterokocker som generellt sett är hårdigare jämfört med *Salmonella* spp och *E coli* O157 var möjliga att detektera under hela studien i U0K0B ledet som förvarat på botten samt i leden med lägst kemikalietillsats (led 0,025% urea och led 0,0125% urea + 0,0125% kalk).

Reduktionen av enterokocker i ytan av brunnen var snabbare jämfört med reduktionen på brunnens botten (figur 8-9). Den högre tillsatsen av urea (0,1%, figur 8) gav initialt en snabbare reduktion av enterokocker jämfört med kontrollen och den lägre tillsatsen av urea (0,05%, figur 8). Efter 68 dagar var det inte möjligt att återfinna några viabla organismer i något av de två leden med ureatillsats som förvarades i ytan (figur 8).



Figur 8. Reduktionen av enterokocker i ytan av brunnen som funktion av tiden.

För kärnen som förvarades på botten av gödselbrunnen avvek reduktionen endast i två led (led U0,1K0B och led U0,05K0B) från kontrollen (led U0K0B) (figur 9). Reduktionen av de undersökta organismerna var högre för dessa två behandlingar med ett D värde på 12 dagar jämfört med kontrollens D värde på 25 dagar.



Figur 9. Reduktionen av enterokocker i botten av brunnen som funktion av tiden.

## Ascaris suum

Överlevnaden av *A. suum* undersöktes endast i några av leden. Skillnad återfanns i leden mellan botten och yta, troligen beroende på den stora skillnaden i pH mellan dessa två förvaringsalternativ. I övrigt visade undersökningen inte någon signifikant skillnad i viabilitet hos äggen mellan de olika leden på botten respektive ytan under hela studien (tabell 6). Led U0K0Y var endast möjligt att följa fram till dag 68 medan de övriga leden följdes ända fram till dag 102.

Tabell 6. Viabiliteten för *Ascaris suum* i procent

Led	Dag 0	Dag 28	Dag 68	Dag 102
U0K0Y	86	52	72	-
U0K0B	86	68	62	57
U0,025K0Y	86	64	54	54
U0,1K0B	86	72	63	43
U0,025K0B	86	68	66	59

Reduktionen av *A. suum* var generellt sett låg och skillnaden mellan behandlingarna var liten. Det var möjligt att finna viabla celler i alla led. Det var dock möjligt att urskilja en tendens till ökad reduktion i viabiliteten för led U0,1K0B där 0,1% urea hade tillsatts. För övriga led var det inte möjligt att se någon inbördes skillnad. För att säkerställa en reduktion av parasiter måste därför behandlingen fortgå längre alternativt att mer kemikalier tillsätts.

## Slutdiskussion

Användningen av kalk som pH-höjare har även bieffekten att det reagerar med fosfat som finns i klosettvattnet och bildar kristaller. Detta leder till att kalciumfosfater sedimenterar, med i sedimentationen följer en stor del av övrigt partikulärt material. Detta gör att man får två tydliga fraktioner vid kalktillsats (figur 6). Detta gör omblandningen av materialet inför spridning mycket viktigare eftersom fördelningen av fosfor är inhomogen i material som behandlats med kalk.



*Figur 10. Skillnaden i utseende mellan led U0K0,05B (till vänster) och led U0,05K0B (till höger). Kalken som tillsats har gett en avsevärd ökad utfällning av kalciumfosfat, vilket också lett till att annat material ingått i partikelbildningen. Detta har lett till att huvuddelen av det partikulära materialet sedimenterat.*

De flaskor som förvarats i ytan under sommaren har alla reagerat på samma sätt. Solljuset har lett till algtillväxt, vilket i sin tur höjt pH i vätskan till över pH 10. Solen har även lett till högre temperatur i kärnen som legat i ytan jämfört med de som legat på botten. Dessa två faktorer har ökat inaktiveringen av mikroorganismer i de led som förvarats i ytan. Reaktion med pH-höjning från algtillväxt är densamma som används i behandling av avloppsvatten i öppna dammar där pH-värden på över 10,5 har varit uppmätta. Genom att vi inte sett samma gynnsamma pH-höjning och reduktion av mikroorganismer i det omblandade klosettvattnet kan vi anta att algtillväxten i vätskeytan inte räcker för att höja pH i hela brunnen. Detta är troligen en följd av de relativt höga väggarna på gödselbrunnen kombinerat med djupet på vätskenivån. Om provtagning skall göras på klosettvattnet som lagrats i öppna gödselbrunnar skall därför provet antingen tas i en omblandad vätska alternativt så djupt som möjligt i brunnen. Studier av Höglund m.fl. (1999) i lagringstankar för humanurin har visat att det endast är avvikande fördelning av mikroorganismer i ytan och botten av tankarna, generellt med en högre koncentration av organismer på botten och en lägre på ytan jämfört med övriga tanken.

I alla led med tillsats av urea, av kalk eller av båda har reduktionen av bakterier ökat jämfört med leden utan tillsats. Den signifikant bästa reduktionen har erhållits vid användningen av 0,1% urea och av 0,05% kalk. Efter 10 veckors behandling var det inte möjligt att finna några viabla bakterier i dessa två led. Den initiala koncentrationen av organismer, mellan  $2,0 \times 10^5$  cfu ml<sup>-1</sup> (enterokocker) och  $2,7 \times 10^6$  cfu ml<sup>-1</sup> (*Salmonella* spp) är avsevärt högre koncentrationer än vad som normalt kan förväntas i klosettvattnet. Undersökningar av bakterieförekomsten i denna typ av klosettvattnet har visat att det normalt förekommer koncentrationer mellan 100 och 1000 cfu ml<sup>-1</sup>. Därigenom är 10 veckors behandling med 0,1% urea eller 0,05% kalk under sommartid tillräckligt för att kunna garantera ett gödselmedel som är fritt från humanpatogena bakterier. Bäst effekt fås av ureatillsatsen eftersom den inte ger samma höga sedimentation som kalken. Dessutom reduceras inte effekten av urean under behandlingen, däremot neutraliseras kalkens pH-höjande effekt med tiden eftersom hydroxidjonen reagerar med koldioxid i luften.

Enterokocker är en bra indikatorbakterie för att värdera om det föreligger någon risk för spridning av tarmpatogena bakterier från det behandlade klosettvattnet, eftersom den förekommer naturligt i klosettvattnet och har längre överlevnad jämfört med de undersökta patogena bakterierna (*Salmonella* och *E coli* O157).

Ytterligare en fördel av den kemiska behandlingen är att lagringsbrunnen blir hygieniserad. Därmed undanröjs risken för att kvardröjande mikroorganismer i brunnen kontaminerar färskt tillfört material för lagring. I kombination med kontaminering under transporten har detta visat sig vara en av de största källorna för kontaminering av patogenfri biogasrötrest (Vinnerås m.fl., 2004).

Behandlingen med urea resulterar i att koncentrationen av kväve i det behandlade materialet ökar, vilket ökar gödselvärdet för den behandlade produkten. Kostnaden för behandlingen kommer därför inte att belasta hygieniseringen eftersom ammoniaken i urean inte förbrukas. För att kvävetillsatsen skall kunna utnyttjas senare som gödselmedel krävs det att lagringen sker i en gödselbrunn som är täckt. Saknas täckning finns det stor risk för att stora delar tillsatt ammoniak förloras. Är lagringen korrekt genomförd förloras försumbara mängder kväve under själva lagringen.

## Slutsats

Alla behandlingar med tillsats av urea, av kalk eller av båda tillsammans gav en ökad reduktion av de undersökta modellbakterierna jämfört med de obehandlade kontrollerna.

Efter tillsats av 0,1% urea (1 kg per m<sup>3</sup>) under sommaren kan man räkna med att ha ett klosettvattnet som är säkert med avseende på bakterier efter 10 veckors lagring (med en medeltemperatur på 10-15°C i klosettvattnet). Ureabehandlingen ger ett kontinuerligt skydd mot återsmitta, eftersom den bildade ammoniaken inte förbrukas under behandlingen, förutsatt att brunnen är täckt.

Tillsatsen av 0,05% kalk (0,5 kg per m<sup>3</sup>) gav en likvärdig reduktion av bakterier som urea 0,1%. Kalkbehandlingen ledde till bildning av kalciumfosfat som sedimenterade. Med tiden sjunker dock lösningens pH, pga. reaktion mellan hydroxiden och koldioxid, därmed skyddas inte behandlingen mot återkontamination, vilket urean gör.

Ureabehandling 0,1% gav ökad reduktion av *Ascaris*. Efter 102 dagars behandling var 40% av äggen viabla, jämfört med 60% för de obehandlade leden. För säker reduktion av *Ascaris* krävs det en avsevärt längre lagring av klosettvattnet, alternativt att en högre tillsats av kemikalier görs.

## Referenser

Balmér P., Book K., Hultman B., Jönsson H., Kärrman E., Levin E., Palm O., Schönning C., Seger A., Stark K., Söderberg H., Tideström H. & Åberg h (2002). System för återanvändning av fosfor ur avlopp. NV report. Stockholm: Naturvårdsverket

Bergkvist, P. (2003). Long-term Fate of Sewage-Sludge Derived Cadmium in Arable Soils – Laboratory and field experiments, and modelling with SLAM and WHAM. PhD thesis Agraria 410. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala

Höglund C., Vinnerås B., Stenström T.A. & Jönsson H. (2000). Variation of chemical and microbial parameters in collection and storage tanks for source separated human urine.



*Journal of Environmental Science and Health Part A: Environmental Science and Engineering* 35, pp. 1463-1475.

Jönsson H., Vinnerås B., Höglund C., Stenström T.A., Dalhammar G. and Kirchmann H. (2000). *Källsorterad humanurin i kretslopp*. VA-FORSK RAPPORT 1. Stockholm: VAV

Sahlström, L., Aspan, A., Bagge, E., Danielsson-Tham, ML., Albihn, A. (2004) Bacterial pathogen in sludge from Swedish sewage treatment plants. *Water Research*, 38, pp 189-194.

Sahlström, L. (2003). A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresource Technology*, 87:2, pp 161-166

Sidhu J., Gibbs R.A., Ho G.E. & Unkovich I. (2001). The role of indigenous microorganisms in suppression of *Salmonella* Regrowth in composted biosolids. *Water Research* 35, pp. 913-920.

Svensson, S-E.(2004) Lokalt kretslopp för klosettvatten från slutna avloppstankar i Lunds östra kommun delar - Årsrapport 2003. Inst för Landskaps- och trädgårdsteknik, SLU Alnarp.

Vinnerås B. 2002. Possibilities for Sustainable Nutrient Recycling by Faecal Separation Combined with Urine Diversion. PhD thesis Agraria 353. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala

Vinnerås, B. Holmqvist, A. Bagge, E. Albihn, A. & Jönsson, H. 2003 Potential of disinfection of separated faecal matter by Urea and by peracetic acid for hygienic nutrient recycling. (*Bioresource Technology* 89:2, 155-161)

Vinnerås B, Berggren I, Albihn A, Bagge E, Sahlström L. Removal of *Salmonella* contamination before using plant nutrients from household waste and wastewater in agriculture (Inskickad)

## **TIDIGARE PUBLIKATIONER**

2003-07-01 skedde en sammanslagning av Institutionen för biometri och informatik och Institutionen för lantbruksteknik.

### **Biometri och teknik**

#### ***Examensarbeten***

- 2004:01 Ericsson, N. Uthållig sanitet i Peru – En förstudie i staden Picota.
- 2004:02 Ekvall, C. LCA av dricksvattendesinfektion – en jämförelse av klor och UV-ljus.
- 2004:03 Wertsberg, K. Behandling av lakvatten med kemiska oxidationsmedel för att delvis bryta ned oönskade organiska föreningar – En studie utförd vid Hovgårdens avfallsanläggning i Uppsala.
- 2004:04 Degaart, S. Humanurin till åkermark och grönytor: avsättning och organisation i Göteborgsområdet.
- 2004:05 Westlin, H. Utvärdering av ett silotorksystem för spannmål utrustat med omrörare.

#### ***Rapport – miljö, teknik och lantbruk***

- 2005:01 Jönsson, H., Vinnerås, B. & Ericsson, N. Källsorterande toaletter. Brukarnas erfarenheter, problem och lösningar.
- 2005:02 Gebresenbet, G. Effect of transporttime on cattle welfare and meat quality.
- 2005:03 de Toro, A. & Rosenqvist, H. Maskinsamverkan – tre fallstudier.
- 2004:01 Bernesson, S. Life cycle assessment of rapeseed oil, rape methyl ester and ethanol as fuels – A comparison between large- and smallscale production.
- 2004:02 Elmquist, H. Decision-Making and Environmental Impacts.

#### ***Rapport – biometri***

- 2004:01 Gustafsson, L. Tools for Statistical Handling of Poisson Simulation: Documentation of StocRes and ParmEst

#### ***Licentiatavhandling***

- 02 Sundberg, C. 2004. Food waste composting – effects of heat, acids and size.

#### ***Kompendium***

- 2004:01 Publicering 2000-2003.

### **Biometri och informatik**

#### ***Institutionsrapporter***

- 81 Olsson, U. & Sikk, J. Fourth Nordic-Baltic Agrometrics Conference, Uppsala, Sweden, June 15-17, 2003. Conference proceedings.
- 80 Edlund, T. Pluripolar Completeness of Graphs and Pseudocontinuation. Licentiatavhandling.

- 79 Nilsson, K. Macrolide antibiotics – mode of action and resistance mechanisms. Licentiatavhandling.
- 78 Sahlin, U. Analysis of forest field data with a spatial approach. Examensarbete.
- 77 Seeger, P. Nested t by 2 Row-Column-Designs suitable for bridge competitions.
- 76 Wörman, A. Low-Velocity Flows in Constructed Wetlands: Physico-Mathematical Model and Computer Codes in Matlab-Environment.
- 75 Huber, K.T., Moulton, V. & Steel, M. Four characters suffice to convexly define a phylogenetic tree.
- 74 Ekbohm, G. Induktion, biometri, vetenskap.
- 73 Huber, K.T., Moulton, V. & Semple, C. Replacing cliques by stars in quasi-median graphs.
- 72 Huber, K.T. Recovering trees from well-separated multi-state characters.
- 71 Holland, B.R., Huber, K.T., Dress, A. & Moulton, V.  $\delta$ -plots: A tool for analyzing phylogenetic distance data.
- 70 Huber, K.T., Koolen, J.H. & Moulton, V. The Tight Span of an Antipodal Metric Space: Part II – Geometrical Properties.

## **Lantbruksteknik**

### ***Institutionsrapporter***

- 255 2003 Nilsson, D. Harvesting and handling of flax for the production of short fibres under Swedish conditions. A literature review.
- 254 2003 Sundberg, C. Food waste composting – effects of heat, acids and size.
- 253 2003 Wikner, I. Environmental conditions in typical cattle transport vehicles in Scandinavia.

### ***Institutionsmeddelanden***

- 03:01 Sjöberg, C. Lokalt omhändertagande av restprodukter från enskilda avlopp i Oxundaåns avrinningsområde.
- 03:02 Nilsson, D. Production and use of flax and hemp fibres. A report from study tours to some European countries.
- 03:03 Rogstrand, G. Beneficial Management for Composting of Poultry Litter and Yard-Trimming- Environmental Impacts, Compost Product Quality and Food Safety.
- 03:04 Lundborg, M. Inverkan av hastighet och vägförhållande på bränsleförbrukning vid körning med traktor.
- 03:05 Ahlgren, S. Environmental impact of chemical and mechanical weed control in agriculture. A comparing study.
- 03:06 Kihlström, M. Possibilities for intermodal grain transports in the Mälardalen region – environmental and economical aspects.

Denna rapportserie som utges av Institutionen för biometri och teknik, SLU, innehåller uppsatser som anses lämpliga att publicera i denna form. Tidigare nummer redovisas på de sista sidorna och kan i mån av tillgång anskaffas från institutionen.

This series is published by Department of biometry and engineering. It contains reports or papers considered suitable for publication in this form. Earlier issues are listed on the last pages and can be obtained - if still available - upon application to the department.

---

DISTRIBUTION:

SLU

Institutionen för biometri och teknik

Box 7032

750 07 UPPSALA

Tel. 018-67 10 00

pdf.fil: [www.bt.slu.se](http://www.bt.slu.se)

SLU

Department of Biometry and Engineering

Box 7032

S-750 07 UPPSALA

SWEDEN

Phone +46 18 671000

---